Atomic Energy Control Board
P.O. Box 1046
Ottawa, Canada
K1P 5S9

Commission de contrôle de l'énergie atomique
C.P. 1046
Ottawa, Canada
K1P 5S9

INFO-0237(F)

TRANSFERT DES RADIONUCLÉIDES DES CHAÎNES DE DÉSINTÉGRATION DE L'URANIUM ET DU THORIUM À TRAVERS LES MILIEUX AQUATIQUE ET TERRESTRE

par

C. Létourneau

Commission de contrôle de
l'énergie atomique
Ottawa, Canada

avril 1987

Canada

Rapport

RÉSUMÉ

Ce rapport traite du transfert des radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium (U 238, Ra 226, Th 232, Th 230, Po 210 et Pb 210) dans les milieux aquatique et terrestre. Ce transfert est caractérisé par le coefficient de transfert; les facteurs environnementaux et expérimentaux qui font varier ce coefficient sont discutés dans ce rapport. De plus, basé sur une revue bibliographique, le rapport indique l'éventail des coefficients trouvés et pour le milieu aquatique (soit le sédiment ainsi que les organismes d'eaux douces et marines) et pour le milieu terrestre (soit les plantes ainsi que les animaux domestiques et sauvages). Par la suite, des généralisations sont émises sur le transfert des différents radionucléides à travers les multiples composantes environnementales.

ABSTRACT

This report examines the transfer of radionuclides from the uranium and thorium decay chains (U-238, Ra-226, Th-232, Th-230, Po-210 and Pb-210) through the aquatic and terrestrial environment. This transfer is characterized by the transfer coefficient; environmental and experimental factors which cause this coefficient to vary are presented and discussed in this report. Furthermore, based on a literature survey, the report indicates the range of coefficients found for the aquatic sector (that is, sediment and freshwater and marine organisms) and for the terrestrial sector (that is, plants and domestic and wild animals). Afterwards, generalisations are formulated on the transfer of the different radionuclides through the multiple environmental components.

TABLE DES MATIÈRES

Page

Liste des tableaux ii

INTRODUCTION..... 1

Chapitre I - SOURCES DE VARIATION DES COEFFICIENTS..... 3

1.1 Facteurs biotiques et abiotiques..... 3
1.2 Facteurs expérimentaux..... 8

Chapitre II - INTERPRÉTATION BIOLOGIQUE DES COEFFICIENTS REVUS..... 11

2.1 Environnement aquatique..... 11
2.2 Environnement terrestre..... 17
2.3 Accumulation comparative des radionucléides..... 20

CONCLUSION..... 24

RÉFÉRENCES ET BIBLIOGRAPHIE..... 25

ANNEXE A - Caractéristiques physico-chimiques des radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium..... 34

ANNEXE B - Caractéristiques biologiques et écologiques des radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium..... 35

ANNEXE C - Glossaire..... 36

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau I - Principaux facteurs biotiques et abiotiques influençant l'accumulation des radionucléides..... 4

Tableau II - Coefficients de transfert retenus de la revue bibliographique - Milieu aquatique..... 12

Tableau III - Coefficients de transfert retenus de la revue bibliographique - Milieu terrestre..... 13

Tableau IV - Accumulation comparative des radionucléides..... 22

INTRODUCTION

Au Canada, la Commission de contrôle de l'énergie atomique est responsable de réglementer la dose aux membres du public provenant des rejets radioactifs des installations nucléaires. Elle évalue si la limite est respectée en calculant la dose totale reçue par différentes voies telles que l'inhalation et l'ingestion de radionucléides ainsi que l'exposition directe. Le transfert des radionucléides est généralement estimé à l'aide de modèles mathématiques appropriés. Ces modèles requièrent l'utilisation de coefficients de transfert[1]; idéalement, des données spécifiques au site doivent être utilisées dans ces modèles, toutefois lorsque ceci s'avère difficile, les coefficients peuvent être obtenus de la littérature.

On peut se référer à certaines publications afin d'obtenir des coefficients estimés. L'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA, 1982), la "United States Nuclear Regulatory Commission" (USNRC, 1976) et le Conseil national de recherches du Canada (CNRC, 1983) sont trois telles sources. De plus, une publication canadienne préparée par l'Association canadienne de normalisation (ACNOR) intitulée "Guidelines for Calculating Derived Release Limits for Radioactive Material in Gaseous and Liquid Effluent for Normal Operation of Nuclear Facilities" (N288.1) sera bientôt disponible.

Dans les publications sus-mentionnées, les coefficients sont très incertains puisqu'ils sont dérivés de très peu d'études, spécialement pour les radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium, lesquels sont émis dans l'environnement au début du cycle du combustible

---

1. Le coefficient de transfert est également appelé facteur de concentration, coefficient de bioaccumulation, coefficient de concentration ou rapport d'accumulation biologique (RAB) (Sheppard, 1980). Le coefficient de transfert résulte du rapport entre la concentration du radionucléide dans l'échantillon biologique et la concentration du radionucléide dans le milieu. La définition de ce coefficient est souvent modifiée pour les animaux terrestres domestiques; il est alors défini comme étant la division du coefficient initial par le taux d'ingestion alimentaire lequel s'exprime en jours par litres ou par kilogrammes.

nucléaire, i.e. les mines et les usines d'uranium, les raffineries et les usines de fabrication du combustible. Le but donc de ce rapport est de reviser indépendamment la littérature (en insistant sur les références canadiennes) pour que le personnel de la CCEA puisse évaluer les coefficients utilisés par les titulaires de permis dans leurs analyses de voies environnementales. En corollaire, les détenteurs de permis pourraient utiliser ce rapport en tant que guide lors d'estimation de coefficients de transfert quand des données spécifiques pour le site ne peuvent être disponibles.

Chapitre I

SOURCES DE VARIATION DES COEFFICIENTS

1.1 Facteurs biotiques et abiotiques

En lisant les différents textes cités en références, on remarque une grande variation des coefficients laquelle dépend des particularités spatiales et temporelles. Les coefficients reliés au milieu terrestre sont plus constants que les coefficients reliés au milieu aquatique où les fluctuations environnementales, spatiales et temporelles sont grandes, surtout en eaux douces. À l'heure actuelle, ceci ne peut être confirmé de façon irrévocable puisque les données sont éparses, voire contradictoires.

Les facteurs environnementaux (biotiques et abiotiques) inscrits au tableau I ont été retenus comme ayant une incidence sur les coefficients; ils sont séparés en milieu terrestre et aquatique. L'importance relative de ces facteurs est peu connue et elle varie selon le type d'organisme, le radionucléide étudié et l'intensité du facteur dans le milieu. Avant de discuter de ces facteurs, soulignons qu'un état d'équilibre est présumé entre les concentrations des radionucléides dans le médium et dans les organismes biologiques à cause de conditions résultant d'expositions chroniques. Dans les cas d'expositions aiguës, les coefficients sont généralement plus bas car les organismes n'ont pas eu le temps de s'adapter à l'exposition (Krumholz et al., 1958).

a) Milieu terrestre

Plusieurs facteurs biotiques et abiotiques influencent l'accumulation des radionucléides par les végétaux terrestres. Le potentiel d'accumulation varie selon l'espèce, en raison de facteurs biotiques différents tels que le métabolisme (Osborn, 1965), le système radiculaire (Osborn, 1965; Grzybowska, 1974) et l'étape de croissance (Cannon in Grzybowska, 1974). Plus la plante a un taux de croissance élevé, plus l'accumulation de radionucléides sera grande (Schreckhise et Cline, 1980; Kunasheva, 1944). La distribution du radionucléide dans la plante varie aussi. Par exemple, l'uranium se concentre surtout dans les jeunes tissus (e.g. graines, bout des

Tableau I Principaux facteurs biotiques et abiotiques influençant l'accumulation des radionucléides

Milieu terrestre		Milieu aquatique	
Végétaux		**Sédiment**	
Facteurs biotiques	. type d'espèce . système radiculaire . métabolisme . étape et taux de croissance . partie de la plante . densité de la végétation . contenu en cendres		. quantité d'oxygène . quantité de carbone organique dissous . alcalinité . température . vitesse d'écoulement
		Végétaux	
		Facteurs biotiques	. type d'espèce . biomasse . voies d'accumulation
Facteurs abiotiques	. solubilité du radionucléide . pH du sol . matière organique . forme physico-chimique du radionucléide . lumière . saison . texture du sol . concentration du radionucléide dans le sol . présence d'éléments analogues dans le milieu (antagonisme, synergisme, substitution)		. présence d'éléments analogues dans le milieu (antagonisme, synergisme, substitution) . salinité . pourcentage des solides dissous
		Facteurs abiotiques	. concentration du radionucléide dans l'eau . pH de l'eau . composition physico-chimique de l'eau . lumière . particules en suspension
Animaux			
Facteurs biotiques	. type d'espèce . métabolisme . régime alimentaire . stage de lactation . homéothermie (oiseaux et mammifères)	**Animaux**	
		Facteurs biotiques	. spécificité des organes . croissance . régulation osmotique et ionique . mode de nutrition . poikilothermie . voies d'accumulation
Facteurs abiotiques	. saison . ingestion du sol		
		Facteurs abiotiques	. voir "végétaux aquatiques"

feuilles) tandis que le thorium se concentre surtout dans les vieux tissus (e.g. bois) (Osborn, 1965). La densité de la végétation est un facteur important qui influence le transfert des radionucléides puisque la quantité totale des radionucléides est diluée par une grande biomasse (Garten, 1978). Enfin, Federov et Romanov (1969) ont remarqué que l'accumulation de l'uranium était en étroite corrélation avec le contenu cendreux des plantes; toutefois le mécanisme qui explique cette corrélation n'a pas été étudié à fond.

L'influence des facteurs environnementaux a surtout été étudiée pour l'accumulation du radium par les plantes. La forme physico-chimique du radionucléide détermine sa solubilité (Burkart, 1983) et sa mobilité (McDowell-Boyer et al., 1979) dans le sol. Nous savons aussi que plus le pH est bas dans le sol (sol acide), plus il y a d'accumulation du radium par les plantes (Kunasheva, 1944). Rayno (1982) note que l'accumulation du radium peut augmenter jusqu'à un ordre de grandeur dans les sols à grande quantité de matières organiques. La texture du sol est un facteur important (sinon le plus important) qui influe sur le potentiel accumulateur. En général, plus les particules du sol sont petites (argile), plus la rétention des radionucléides par le sol est forte. Par exemple, Ashkinazi (1982) trouve un coefficient de 0,02 pour la carotte dans un sol argileux et de 0,3 pour la pomme de terre dans un sol sableux. Il n'est pas mentionné jusqu'à quel point cette différence est due à la rétention du radium dans le sol plutôt qu'aux différences entre les espèces. La concentration des radionucléides dans le sol influence aussi la quantité de radionucléides absorbée par les plantes. Sheppard (1980) note qu'une grande quantité d'uranium dans le sol favorise une plus grande accumulation d'uranium dans la plante, sauf dans les endroits marécageux où l'accumulation de l'uranium est moindre.

De plus, la présence d'éléments analogues dans le milieu peut agir sur l'accumulation des radionucléides. Le phénomène a surtout été étudié pour la relation existant entre le calcium et le radium. Même si le radium a un comportement chimique distinct de celui du calcium, leur interaction avec les systèmes biologiques est similaire en tant que compétiteurs pour les même sites d'absorption ou d'adsorption. Burkart (1983) note une

corrélation négative entre la présence de calcium dans le sol et l'accumulation de radium dans les plantes. Burkart (1983) suggère donc qu'un régime alimentaire contenant peu de calcium pourrait empêcher l'ingestion de radium par l'être humain. Cette relation entre le radium et le calcium n'est pas confirmée par tous les auteurs; Grzybowska (1974), entre autres, n'observe aucun lien entre ces deux éléments. La compétition du radium et du calcium reste donc à être précisée de façon absolue.

L'accumulation des radionucléides chez les animaux terrestres est beaucoup moins influencée par le milieu ambiant étant donné que la plupart des animaux terrestres consommés par l'être humain sont des homéothermes. Les facteurs biotiques tels que le régime alimentaire et l'étape de croissance influenceraient plus le potentiel accumulateur que les facteurs abiotiques tels que la saison. Par exemple, l'ingestion du sol par les animaux lors du broutage, laquelle est spécifique à l'espèce, peut influencer les coefficients de tranfert (le broutage du boeuf comporte jusqu'à 6% de sol tandis que celui du mouton en comporte jusqu'à 10% (McDowell-Boyer et al., 1979)).

b) Milieu aquatique

Le sédiment est un réservoir important de radionucléides, mais il reste encore beaucoup à étudier sur la capacité d'accumulation des radionucléides par les sédiments. Quelques études ont cependant fourni d'importants résultats. Wahlgren et Orlandi (1981), en étudiant quelques lacs nord-américains, observent que l'accumulation du thorium par les sédiments est plus grande dans les systèmes acidiques à haute quantité de carbone organique dissous, tandis que l'adsorption de l'uranium est plus petite dans les eaux alcalines en raison de la compétition entre le calcium et l'uranium pour les sites d'adsorption. Une étude entreprise par Saskmont Engineering Ltd. (1982) révèle qu'un accroissement de la température favorise l'adsorption du radium et qu'une grande vitesse du courant empêche l'adsorption du radium par les sédiments. Hesslein et Slavicek (1984) trouvent qu'en milieux faiblement oxygénés, les particules de radium sont désorbés dans l'eau.

Dans le milieu aquatique, ce sont surtout les facteurs abiotiques plutôt que les facteurs biotiques qui influencent l'accumulation des radionucléides par les organismes. Les facteurs abiotiques qui influencent l'accumulation par les plantes aquatiques sont la salinité, la température, le pourcentage de solides dissous (Krumholz et al., 1957), la concentration du radionucléide dans l'eau, le pH de l'eau (Ruggles et Rowley, 1978), l'alcalinité (Ophel, 1978) et la lumière (Polikarpov, 1964).

Les animaux aquatiques sont tous des poikilothermes sauf pour les mammifères, et leur système interne dépend donc des variations du milieu. Certains facteurs biotiques peuvent toutefois agir indirectement sur la capacité d'accumulation des radionucléides. Ces facteurs sont la croissance, la régulation osmotique et ionique, la spécificité des organes et le mode de nutrition (Krumholz et al., 1957). En effet, Kovalsky et al. (1967) illustrent ce dernier point en observant que les poissons prédateurs tels que la truite accumulent moins les radionucléides que les poissons herbivores tels que la carpe. Les radionucléides sont principalement accumulés par diffusion, soit à travers le système respiratoire (branchies, filtres), soit par l'ingestion de nourriture ou de sédiment. L'importance relative de ces voies est fonction de l'espèce à l'étude et reste à être clarifiée (présentement, on assume au cours du calcul des coefficients de tranfert que la voie par le système respiratoire est la plus importante).

Les facteurs abiotiques qui influencent le potentiel accumulateur chez les animaux aquatiques sont les mêmes que ceux qui ont une incidence sur les plantes aquatiques, sauf pour la lumière. En plus de ces facteurs, l'accumulation des radionucléides par les animaux aquatiques peut être influencée par la turbidité de l'eau. Il est connu que la présence de particules en suspension ralentit la croissance chez les animaux filtreurs (Létourneau, 1982; Fretter et Graham, 1962); on pourrait prévoir une accumulation moindre des radionucléides en milieux turbides, mais ceci reste à prouver.

Ophel (1978) note que les poissons d'eaux douces accumulent 10 fois plus le radium et l'uranium dans les eaux peu alcalines (< 150 mg Ca) qu'en milieux à

forte alcalinité. Dans les milieux alcalins, un pH élevé augmente la présence de l'ion carbonate. Ceci favorise la formation de carbonate d'uranyle soluble qui n'est pas accumulé par les poissons (Bondietti et al., 1979). L'influence du calcium sur l'accumulation du radium a aussi été observée chez les mollusques. En Australie, Jeffree et Davy (1983) y notent une corrélation négative entre la concentration du calcium dans le milieu et l'accumulation du radium; plus il y a de calcium dans le milieu aquatique, moins le radium est accumulé dans la chair des mollusques.

La concentration du radionucléide dans le milieu influence l'accumulation par les animaux aquatiques (Polikarpov, 1964). Ceci est illustré par Martin et al. (1967) qui ont étudié un écosystème de la rivière Animas au Colorado. L'accumulation du radium par les insectes, les algues et les poissons était directement proportionnelle aux concentrations de radium dans l'eau variant entre 0,1 à 2,2 pCi/L. Ce seuil dépassé (2,2 à 60 pCi/L), le potentiel accumulateur des organismes a diminué.

1.2 Facteurs expérimentaux

En plus des facteurs environnementaux susmentionnés, certains facteurs expérimentaux affectent aussi la valeur des coefficients. Une grande partie des écarts notés entre les différents auteurs découle du fait qu'il n'existe aucun guide de référence expérimental sur la dérivation des coefficients de transfert. Les auteurs devraient porter une attention particulière aux six points suivants :

(i) Poids frais vs poids sec : Les coefficients sont rapportés tantôt en poids frais, tantôt en poids sec. Blaylock (1982) suggère de toujours utiliser les poids frais puisqu'ils nous permettent d'estimer l'accumulation par les organismes vivants des chaînes alimentaires humaines. Quelques auteurs ont proposé des facteurs de conversion pour différents types de poids. Par exemple, Sheppard et Thibault (1983) et Garten (1978) ont calculé que dans 1 g de tissu végétal frais, il y a 0,20 à 0,25 g de poids sec. Sheppard et Thibault (1983) estiment que dans 1 g de poids sec de tissu végétal, il y a en moyenne 0,02 g de cendres, et que dans 1 g de poids sec de sol, il y a 0,96 g de cendres.

(ii) Échantillon représentatif : Souvent les coefficients rapportés ne sont pas valides car le faible nombre de mesures ne permet pas de tirer une moyenne significative. Il serait préférable de déterminer le nombre minimum de mesures afin d'avoir des résultats statistiquement significatifs.

(iii) Erreurs d'analyse et d'échantillonnage : Des erreurs telles que celles engendrées par la non-représentativité de l'échantillonnage et par les manipulations expérimentales contribuent aux variations rencontrées parmi les coefficients provenant de différentes références.

(iv) Solution filtrée et non filtrée : Certains chercheurs ne filtrent pas la solution d'eau des échantillons aquatiques (concentration totale du radionucléide), d'autres oui (concentration du radionucléide dissous). Une solution filtrée possède une concentration de radionucléides inférieure à une solution non filtrée, puisqu'un certain pourcentage des radionucléides de la solution initiale est fixé aux particules en suspension. Les coefficients devraient être calculés à partir d'une solution filtrée et d'une solution non filtrée.

(v) Distribution du radionucléide dans les tissus : Les radionucléides se distribuent différemment dans les organismes biologiques (e.g. les muscles, le foie, les os, les racines, les fruits, les tiges). Idéalement, il serait préférable de déterminer des coefficients non pour la plante ou l'animal en entier mais pour les parties ou les organes que l'être humain consomme.

(vi) Forme chimique du radionucléide : La forme chimique du radionucléide est importante au moment de l'accumulation du radionucléide par l'organisme. La forme chimique du radionucléide influence son adhésion au sol et aux sédiments ainsi que sa capacité d'échange ionique avec les organismes biologiques. Il faudrait donc préciser la forme chimique du radionucléide étudié.

(vii) Groupe taxonomique : À l'heure actuelle, les coefficients estimés par les divers auteurs sont classés en catégories telles que "Poissons",

"Invertébrés", etc. Ce sont des catégories extrêmement vagues. Une meilleure approche serait de classer les coefficients selon des groupes taxinomiques plus précis, (par exemple, mollusques d'eaux douces) et selon différents paramètres environnementaux.

Chapitre II -

INTERPRÉTATION BIOLOGIQUE DES COEFFICIENTS REVUS

L'éventail des coefficients de transfert des radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium pour les milieux terrestre et aquatique qui a été tiré de la littérature sont inscrits aux tableaux II et III. Ces tableaux peuvent être utiles pour choisir des coefficients de transfert pour des analyses de voies environnementales.

2.1 Environnement aquatique

Les coefficients reliés au milieu aquatique tendent à varier pour une même espèce d'un endroit à l'autre. Ceci est dû principalement à la variation des facteurs environnementaux d'importance tant spatiale que temporelle. Cette observation caractérise les eaux douces, les estuaires et les eaux côtières de l'océan. Le milieu marin est relativement stable; on s'attendra par conséquent à une plus grande uniformité des coefficients. Enfin, les études sur les espèces aquatiques se font généralement in situ ce qui confère une valeur réaliste aux coefficients.

a) Sédiment

Plusieurs auteurs au Canada (Emerson et Hesslein, 1973; Hesslein et Slavicek, 1984) ont montré que le sédiment est un réservoir important d'accumulation de radionucléides. Le potentiel d'accumulation du sédiment dépend des propriétés physico-chimiques du radionucléide à l'étude et des caractéristiques du milieu aquatique. Il n'est donc pas surprenant de constater une différence d'accumulation des radionucléides par les sédiments d'eaux douces et marines. Le Canada possède beaucoup de lacs oligotrophiques résultant de la géologie typique. Les eaux sont à conductivité basse et faiblement alcalines. Dans ces conditions, les sédiments prennent plus d'importance en tant que réservoir de radionucléides. D'après les coefficients proposés par l'AIEA (1982), la séquence suivante pourrait qualifier le potentiel d'accumulation des différents radionucléides :

Tableau II - Coefficients de transfert retenus de la revue bibliographique - Domaine aquatique

	Sédiment ED	Plancton ED	Algues ED	Macrophytes ED	Larves d'insectes ED	Invertébrés ED	Poissons ED	Sédiment marin	Plancton marin	Algues marines	Mollusques marins	Crustacés marins	Poissons marins
Th	n=2 22000 - 3000000	phyto. n=2 8000 - 120000 zoo. n=1 1000	n=1 16210	n=1 232-8°25	?	n=1 3000	n=4 (en.) 0,7-3281	n=1 1800-17000000	n = 1 1250-20000	n=2 10-7700	n=1 30-300	n=1 30-300	n=1 100
	5000000					500	30			1000	1000	1000	10000
Po	n=1 100000	?	n=1 448	?	?	?	n=2 ch.=30 - 830 os=138	n=1 120-1000	n=2 2500-970000	?	?	?	?
	10000					20000	50			1000	20000	20000	2000
Pb	n=1 180000 - 300000	?	n=1 198	?	n=1 49-16000	?	n=7 ch.=15-76 os=150-1227 en.=4-1600	n=1 120-1000	n=1 24000	?	?	?	?
	10000					100	300			1000	100	100	100
Ra	n=7 10-730000	n=2 40-4420	n=3 40-28000	n=1 752-6900	n=1 50-9558	n=3 1-3900	n=15 ch.=3-27 os=36-750 en.=11-1500	n=1 500	n=3 2750-40000	n=3 100-14000	n=1 6-5000	n=1 ch.=50 co.=650 en.=400-7000	n=4 en.=15-6000 ch.=65-950 oeufs=120
	500					300	10			10	100	100	100
U	n=4 7,5-885000	phyto. n=4 88-459 zoo.n=2 16-80	n=2 51-1576	n=1 62-215	n=1 0,6-522	n=3 2-33500	n=10 ch.=0,2-18 os=20-189 en.=0,4-38	n=1 0,6	n=2 50-170	n=2 10-700	n=1 400	n=1 400	n=1 20
	500					100	100			10	10	10	1

n = nombre de références
[X] = coefficient suggéré par l'AIEA
en = entier
co = coquille
ch = chair
? = aucune référence trouvée dans la littérature

ED : eaux douces

Tableau III - Coefficients de transfert retenus de la revue bibliographique - Domaine terrestre

	Plantes de pâturage	Plantes vivrières	Plantes sauvages	Vin	Fm (vache)	Fm (chèvre)	F (oeuf)	Ff (vache)	Ff (mouton)	Ff (porc)	Ff (poule)	Renne	Caribou	Elan	Chevreuil	Orignal	Castor
Th	n=2 0,0008 - 0,002 0,003	n=1 0,005 0,0005	n=5 0,001-1 	?	n=3 0,00005 - 0,0003 0,000605	?	?	n=1 0,0002 0,0001	?	?	?	?	n=1 ch.= 0,0014	?	?	n=1 0,005	n=1 0,0003
Po	n=2 0,000002 - 0,2 0,004	n=2 0,0000012 - 0,0008 0,0002	n=1 0,03 - 0,2	?	n=6 0,00009 - 0,03 0,0001	n=2 0,18 - 9,45	?	n=4 0,01 - 0,05 0,003	n=1 0,04	?	?	n=3 ch.= 0,05 foie=0,5 rein=0,3 os=0,4	n=2 ch.=0,05 - 0,23 foie = 1,3 rein = 0,6 os = 0,9	n=1 ch.= 0,004 foie= 0,04 os=0,03 rein= 0,02	n=1 ch.= 0,003 foie= 0,004 os=0,03	n=1 0,3	n=1 0,015
Pb	n=4 0,0003 - 0,3 0,09	n=6 0,0001 - 0,02 0,01	n=2 0,08 - 2,8 	?	n=4 0,000006 - 0,0001 0,0003	?	?	n=4 0,0002 - 0,001 0,0008	?	?	?	n=3 ch.= 0,0005 foie = 0,1 rein = 0,06 os = 0,6	n=1 ch. = 0,008	n=1 ch.= 0,0001 foie= 0,004 rein= 0,006 os=0,07	n=1 ch.=0,002 foie= 0,003 os=0,05	n=1 0,02	n=1 0,01
Ra	n=5 0,00006 - 0,6 0,2	n=12 0,0001 - 0,03 0,04	n=6 0,002 - 25 	n=1 0,0008 - 0,001	n=10 0,0001 - 0,14 0,0005	?	n=1 jaune:0,3 blanc:0,1 	n=4 0,0005 - 0,004 0,0005	n=1 0,003	n=1 0,001	?	n=2 ch.= 0,003 - 0,03	n=3 ch.= 0,001 - 0,05	?	n=1 ch.=0,008 foie= 0,007 os=0,03	n=1 0,02	n=1 0,0006
U	n=1 0,0001 - 0,1 0,01	n=3 0,00001 - 0,002 0,002	n=13 0,0003 - 8 	?	n=5 0,00004 - 0,0006 0,0006	?	n=1 0,9-2,5 	n=2 0,00007 - 0,0003 0,03	?	n=1 rein = 0,12 foie = 0,03 chair = 0,06	n=1 1,2 	?	n=1 ch.=0,002 	?	n=1 ch.=0,2 foie=0,05 os=0,09	n=1 0,03	n=1 0,0004

n = nombre de références
(X) = coefficient suggéré par l'AIEA
Fm = Facteur pour le lait en d/L
Ff = Facteur pour la viande en d/kg
? = Aucune référence trouvée dans la littérature
ch = chair

$$U = Ra < Pb = Po < Th$$

Le thorium est fortement accumulé par le sédiment tandis que l'uranium l'est comparativement moins. À partir de notre étude, on observe la séquence suivante, laquelle a été dérivée à partir des quelques études trouvées dans la littérature :

$$U = Ra < Pb = Po < Th$$

Cette séquence ressemble à celle obtenue par l'AIEA. Le thorium semble posséder un coefficient de distribution beaucoup plus élevé que les autres radionucléides, bien que cette observation ne soit pas répétée chez tous les auteurs (Brunskill et al., 1984).

b) Flore aquatique

La végétation aquatique est peu consommée par l'être humain. Cependant, il importe d'en faire l'analyse, car elle fait souvent partie des chaînes alimentaires qui ont l'être humain comme sommet.

On note que les plantes aquatiques, des moins évoluées à celles qui le sont le plus, concentrent de façon importante les radionucléides. Le plancton est généralement le plus grand accumulateur de radionucléides. Le phytoplancton accumule les radionucléides sous forme ionique (et le zooplancton accumule les radionucléides sous forme de particules (Paschoa et al., 1982)).

Chez ces végétaux, et pour d'autres groupes plus évolués, une grande partie de l'accumulation se fait par adsorption sur les parois cellulaires.

Mahon (1982) note que le plancton en milieu non-contaminé accumule les radionucléides plus que le plancton en milieu contaminé. Cette observation n'a donné lieu à aucune explication de la part de l'auteur. Deux suppositions viennent cependant à l'esprit. L'une serait que la forme chimique des radionucléides en milieu contaminé diffère de celle des radionucléides en milieu non-contaminé; cette dernière forme adhérerait à la

paroi de l'espèce végétale. L'autre serait un dérèglement du métabolisme du plancton à cause des concentrations élevées de contaminants dans l'eau empêchant par un mécanisme quelconque l'accumulation des radionucléides.

L'accumulation des radionucléides par les espèces végétales diffère en eaux douces et marines. Le Pb 210 et Po 210 sont beaucoup plus concentrés en eaux marines qu'en eaux douces (tableau II). Le polonium est activement sélectionné par les plantes marines et cette observation est encore plus marquée chez le plancton (Mahon, 1982).

De façon qualitative, on observe les séquences suivantes pour l'accumulation des radionucléides par la flore aquatique en milieux d'eaux douces et en milieux marins.

$\underline{Pb < Po} < U < Ra < Th$	(eaux douces)
$U < Ra < Th < \underline{Pb < Po}$	(eaux marines)

c) Faune aquatique

Deux principaux groupes d'animaux aquatiques sont examinés, à savoir les invertébrés et les poissons. Dans le groupe des invertébrés, trois subdivisions principales se distinguent : les larves d'insectes, les crustacés marins et les mollusques. Étant donné le métabolisme assez différent de ces trois sous-groupes d'invertébrés, leur potentiel d'accumulation diffère. Un coefficient pour chaque subdivision s'avère donc nécessaire.

Peu d'études ont été trouvées sur les larves d'insectes et les crustacés marins; celles dépistées montrent un grand intervalle des coefficients de transfert probablement dû aux différents modes de nutrition retrouvés parmi ces groupes.

Les mollusques sont déjà connus en tant que grands accumulateurs de métaux lourds (Fretter et Graham, 1962). La plupart des radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium sont des métaux lourds et les coefficients tirés de la littérature indiquent en fait une grande accumulation de ces radionucléides chez les mollusques. À la lumière des quelques données trouvées (tableau II), il semblerait n'y avoir aucune différence qualitative

d'accumulation par ces animaux en milieux d'eaux douces et en milieux marins. On pourra vérifier cet énoncé à la lumière des futures études. Le comportement des différents radionucléides accumulés par les mollusques se résume comme suit :

eaux douces : comparaison impossible due à l'absence de données
eaux marines : U < Th < Ra

N'ayant aucune donnée pour le Pb 210 et Po 210, nous ne pouvons nous prononcer sur ces radionucléides. L'AIEA (1982) indique que le polonium serait plus concentré que le plomb dans les deux milieux.

Enfin, les poissons sont fréquemment étudiés, si on en juge par le nombre d'études consacrées à ce groupe d'animaux. Sauf pour des groupes ethniques qui écrasent le poisson entier pour en faire une moulée, et pour certains mets exotiques, de façon générale l'être humain s'intéresse au poisson pour sa chair. Les radionucléides se dispersent parmi les différents organes du poisson. Le radium, l'uranium et le plomb ont tendance à se concentrer dans les os, mais ceci varie avec les conditions physico-chimiques du milieu. Il est à noter que chez la femelle, une partie des radionucléides s'accumule dans les oeufs ce qui réduit, par conséquent, la concentration dans la femelle elle-même. La distribution est moins certaine pour le thorium et le polonium.

Les poissons sont fortement influencés par les conditions du milieu, telles que la température, le pH, la salinité, la conductivité de l'eau, etc. Par exemple, Ophel (1978) a observé qu'en milieu de faible conductivité, les poissons accumulent un plus grand pourcentage d'uranium et de radium dans la chair. Swanson (1982) constate qu'en milieu alcalin, le radium est largement concentré dans les os, alors que la concentration de ce radionucléide est plus grande dans la chair du poisson dans un milieu acide. La salinité de l'eau influence aussi les coefficients obtenus en eaux douces et en milieu marin. Le phénomène d'osmose et les différentes formes chimiques des radionucléides dans les deux milieux pourraient contribuer aux différences observées entre les coefficients. Ces différences pourraient indiquer que les poissons des milieux marins accumulent un peu plus les

radionucléides que les poissons d'eaux douces. En effet, Holtzman (1967) remarque que le Pb 210 est de trois à cinq fois plus concentré par les espèces d'eaux marines que par les espèces d'eaux douces.

Qualitativement, l'accumulation des radionucléides chez les poissons est illustrée par la séquence suivante :

U < Ra < Pb < Po eaux douces
U < Ra < Th eaux marines

Nous notons au tableau II que les coefficients de transfert du thorium pour les poissons d'eaux douces varient beaucoup (0,7 à 3 281). En milieu marin, Polikarpov (1964) propose un coefficient de 100, tandis que l'AIEA (1982) propose un coefficient de 10 000 pour le thorium.

2.2 Environnement terrestre

En milieu terrestre les conditions sont relativement stables; les coefficients recueillis dans la documentation consultée tendent à varier moins que ceux associés au milieu aquatique.

On remarque qu'il y a beaucoup d'études in vitro sur les espèces terrestres végétales et animales. Les animaux sauvages ont généralement été étudiés in situ. Quoique les études en laboratoire permettent une meilleure interprétation des données, il faut être prudent car elles représentent des conditions plus ou moins réalistes. Par exemple, le fait d'injecter des radionucléides à une vache ne peut que fournir des résultats différents de ceux que l'on aurait obtenus si la vache avait ingéré la même quantité de radionucléides en pâturant dans un champ.

a) Flore terrestre

Seul le transfert entre le sol et la plante sera pris en considération dans le présent rapport parce que l'on suppose que le dépôt atmosphérique sur les feuilles est minime à cause du vent, des précipitations et des coutumes de

préparation de cuisson (Garten, 1978). (Le lichen est un cas spécial où la voie atmosphérique est beaucoup plus importante que celle du sol à cause des caractéristiques de ce genre telles que sa petite structure ramifiée, son sytème radiculaire quasi inexistant et sa longue vie.)

Lopatkina et al. (1970 in Sheppard et Thibault, 1983) affirment que uniquement les plantes primitives accumulent les radionucléides de façon linéaire. Or, Sheppard et Thibault (1983) ont démontré que cette linéarité existe aussi dans le cas de l'épinette (Picea mariana).

L'uranium est retenu dans le système radiculaire et est faiblement transféré aux parties aériennes où les animaux peuvent se nourrir des feuilles. Le thorium est transféré aux anciennes parties aériennes telles que le bois. Ce dernier transfert est d'importance minime car les animaux qui se nourrissent de bois sont rares. Le radium est transféré de façon active aux feuilles des plantes et est considéré le plus important des radionucléides à prendre en considération pour le transfert terrestre.

Les plantes sauvages semblent celles qui accumulent le plus les radionucléides (tableau III). Osborn (1965) note que ce phénomène est encore plus marqué chez les plantes de tourbière pour l'accumulation de l'uranium, le thorium y étant peu accumulé. Les plantes de pâturage ainsi que les plantes vivrières accumulent moins les radionucléides, et les coefficients associés aux plantes vivrières sont caractérisés par leur stabilité d'un milieu à l'autre.

L'accumulation comparative des radionucléides, basée sur les coefficients obtenus à partir de notre examen de la documentation, se définit par les séquences suivantes :

Th < Pb = Po < Ra	plantes de pâturage
Po < U < Pb < Ra	plantes vivrières
U < Pb = Th = Po < Ra	plantes sauvages

b) Faune terrestre

Dans la présente section, nous discuterons séparément les coefficients associés aux animaux domestiques et aux animaux sauvages.

L'animal domestique le plus étudié est la vache. Les études sur le transfert des radionucléides au lait de vache sont relativement nombreuses. On rencontre un peu moins d'études sur le transfert des radionucléides à la viande de boeuf. L'accumulation comparative du transfert des différents radionucléides est résumée à partir des données recueillies sur le lait et la viande bovine.

Pb = Th < Po = U < Ra	Fm (Coefficient de transfert au lait de vache)
U < Ra = Th = Pb < Po	Ff (Coefficient de transfert au boeuf)

Le radium est donc le radionucléide le plus transféré au lait, tandis que le polonium semble être le radionucléide le plus transféré à la viande de boeuf.

Le tableau II indique que d'autres animaux de ferme accumulent les radionucléides de façon plus importante que la vache. Par exemple, le polonium est transféré de façon plus importante au lait de chèvre (Johnson et Watters, 1972); il semble que la rumination est plus efficace chez la chèvre, ce qui permet une plus grande accumulation de polonium. Le transfert du polonium et du radium à la chair de mouton (McDowell-Boyer et al., 1979) est du même ordre que le transfert au boeuf. Le transfert du radium à la viande de porc ressemble au transfert au boeuf, mais le transfert de l'uranium à la viande de porc est beaucoup plus élevé que le transfert au boeuf. McDowell-Boyer et al. (1979) notent que 70% de la quantité de radium ingéré par le porc se loge dans les muscles, tandis que 97% du radium ingéré par le mouton se loge dans les os. Pour terminer, notons que le transfert de l'uranium à la chair de poule est nettement supérieur au transfert au boeuf (Prister in Garner, 1972).

En Russie, une étude a été entreprise sur l'importance de la contamination par l'uranium de différents produits alimentaires (Prister in Garner, 1972). La séquence suivante est tirée des observations de cette étude :

pain > céréales > produits laitiers > viande > pommes de terre et légumes > oeufs > lait.

En Amérique du nord et en Europe, la consommation d'animaux sauvages par l'être humain est généralement beaucoup inférieure à celle d'animaux domestiques. La contamination des animaux sauvages peut néanmoins devenir importante pour certaines populations. On se livre à la chasse aux animaux tels que le caribou, l'orignal, le chevreuil, le castor, la sauvagine et le petit gibier par sport et par nécessité.

En général, la chair sauvage est plus grasse et moins musclée que celle des animaux domestiques. Le transfert des radionucléides semble moins efficace chez ces animaux que chez les animaux domestiques, ce que confirment d'ailleurs les données recueillies. Toutefois, on observe deux exceptions : le transfert de l'uranium à la viande du chevreuil et de l'orignal est supérieur au transfert à la viande du boeuf. La raison de ceci reste obscure.

L'accumulation comparative des radionucléides par les animaux sauvages suit : (il faut rappeler au lecteur que la plupart des séquences sont dérivées de quelques résultats seulement et leur interprétation doit être prudente).

Th : caribou = orignal > castor
Po : orignal > castor > renne = caribou > élan = chevreuil
Pb : orignal > castor > chevreuil > élan = caribou
Ra : renne > orignal > caribou = chevreuil > castor
U : chevreuil > orignal > caribou > castor

2.3 Accumulation comparative des radionucléides

Aux tableaux II et III, nous remarquons que quelques coefficients suggérés par l'AIEA (1982) sont significativement plus bas que ceux rencontrés lors de la présente recherche bibliographique. Ces coefficients sont associés aux catégories suivantes :

Sédiments :	Ra
Invertébrés d'eaux douces :	U
Poissons d'eaux douces :	Pb
Plantes vivrières :	Th
Fm (vache) :	Th, Ra
Ff (boeuf) :	Po

La description formulée par l'AIEA et par ce rapport, telle que présentée au tableau IV est très similaire, sauf pour une exception : l'AIEA indique que l'uranium est tranféré plus facilement à la viande de boeuf que les autres radionucléides tandis que le présent rapport indique le contraire (le polonium est celui qui semble être le plus transférable). La cause de la disparité entre les deux références n'est pas décelable.

À la suite d'une étude du tableau IV, on pourrait tenter de formuler les généralités suivantes :

a) L'uranium ainsi que le radium sont relativement peu absorbés par le sédiment, et le thorium l'est beaucoup plus.

b) L'uranium et le radium sont très mobiles lors du transfert terrestre et sont relativement peu accumulés en milieu aquatique.

c) Le thorium et le polonium présentent le cas contraire. Ils sont peu mobiles lors du transfert terrestre et le sont beaucoup en milieu aquatique.

d) Le plomb présente souvent le cas intermédiaire, sauf pour les poissons d'eaux douces qui concentrent beaucoup ce radionucléide.

e) Les radionucléides sont plus adsorbés par les sédiments en eaux douces qu'en eaux marines.

f) Les espèces végétales d'eaux douces accumulent davantage les radionucléides que les espèces marines, sauf en ce qui concerne le polonium où le cas contraire se présente.

g) Les invertébrés des deux milieux accumulent de la même façon, sauf pour l'uranium qui est plus concentré en milieux d'eaux douces.

h) Les poissons accumulent davantage les radionucléides en milieux marins, sauf pour le plomb qui semble être plus concentré en milieux d'eaux douces.

Tableau IV - Accumulation comparative des radionucléides

(R) basée sur notre rapport (A) basée sur l'AIEA (1982)

Catégorie	Séquences comparatives	Remarques
Sédiment :	(R) U = Ra < Pb < Th	
	(A) Ra = U < Pb = Po < Th	eaux douces
Flore aquatique :	(R) Pb < Po < U < Ra < Th	eaux douces
	(A) * * * * *	
	(R) U < Ra < Th < Pb < Po	eaux marines
	(A) U < Ra < Pb = Po = Th	
Invertébrés :	(R) ne peut comparer	eaux douces
	(A) U = Pb < Ra < Th << Po	
	(R) U < Th < Ra	eaux marines
	(A) U < Ra = Pb < Th << Po	
Poissons :	(R) U < Ra < Pb < Po	eaux douces
	(A) U < Th < Ra = Po < Pb	
	(R) U < Ra < Th	eaux marines
	(A) U < Ra = Pb < Po << Th	
Plantes de fourrage :	(R) Th < Pb = Po < U	
	(A) Po = Th < Pb = U < Ra	
Plantes vivrières :	(R) Po < U < Th < Pb = Ra	
	(A) Po = Th < U < Pb = Ra	
Plantes sauvages :	(R) U < Pb = Th = Po < Ra	
	(A) * * * *	
Fm (vache) :	(R) Pb = Th < Po = U < Ra	
	(A) Th < Po = Pb = Ra = U	
Ff (boeuf) :	(R) U < Ra = Th = Pb < Po	Disparité entre (R) et (A)
	(A) Pb = Ra = Th < Po < U	

En définitive, les éventails de coefficients proposés dans ce rapport, ainsi que les hypothèses proposées sur l'accumulation des radionucléides sont uniquement des tentatives de généralisation. Vu le manque de données, celles-ci restent encore à être mises à l'essai et à être prouvées. Nonobstant, l'information donnée est utile pour évaluer le transfert des radionucléides lors d'analyses des voies d'acheminement dans l'environnement.

CONCLUSION

Il y a plusieurs incertitudes et facteurs variant associés aux coefficients de transfert, lesquels ont été décrits dans la première partie de ce rapport; l'utilisation de ces coefficients doit alors être prudente et faite seulement lorsque des informations spécifiques au site ne peuvent être obtenues.

Ce rapport présente un tableau qui donne l'éventail des coefficients de transfert correspondant au potentiel d'accumulation des radionucléides dans les organismes aquatiques et terrestres. Des énoncés généraux ont aussi été formulés sur les caractéristiques de transfert des radionucléides. Ensemble, cette information peut être utilisée pour sélectionner des coefficients appropriés pour les modèles d'analyse des voies d'acheminement dans l'environnement en tenant compte des aspects spécifiques du site.

En définitive, les lecteurs doivent savoir que de plus en plus d'études sont faites outre-mer et au Canada dans ce domaine. Les analyses de voies d'acheminement dans l'environnement semblent maintenant être "à la mode" et de nouvelles données sont en train d'être publiées. Alors, celui qui utilise les coefficients de transfert, en plus de trouver des informations intéressantes dans le présent rapport, devra aussi parcourir la littérature la plus récente.

RÉFÉRENCES ET BIBLIOGRAPHIE

AIEA, "Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases", Collection "Sécurité" n° 57, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, 1982.

ANDERSON, J.B., E.C. TSIVOGLOU et S.D. SHEARER, "Effects of Uranium Mill Wastes on Biological Fauna of the Animas River (Colorado New Mexico)", Radioecology - Actes du premier symposium national sur la radioécologie, Reinhold Publishing, New York, 1963, p. 373-383.

ASHKINAZI, E.I., "Quantitative laws governing the migration of magnesium, calcium, radium-226, thorium-228 in the link between soils and plants", Gigienai sanitariya; 80(2) p. 38-40 (traduit du russe par "Scientific Information Services", Melbourne, AAEC-LIB/trans-756-UDC 614.73:614.778), 1982.

BEAK CONSULTANTS LTD., "An assessment of the radiological impacts of uranium mining in Northern Saskatchewan", Mississauga (Ontario), 1983.

BLAYLOCK, B.G., "Radionuclide Data Bases Available for Bioaccumulation Factors for Freshwater Biota", Nuclear Safety, vol. 23, n° 4, 1982, p.427-438.

BLAYLOCK, B.G. et J.P. WITHERSPOON, "Radiation Doses and Effects Estimated for Aquatic Biota Exposed to Radioactive Releases from LWR Fuel Cycle Facilities", Nuclear Safety, vol. 27, n° 3, 1976, p. 351-361.

BONDIETTI, E.A., H.A. BOYLE, J.N. BRANTLEY, F.S. BRINKLEY, M.S. DELANEY, C.T. GARTEN, C.W. FRANCIS, T.G. SCOTT, M.H. SHRENKA, A.R. SMIDDY, J.R. TRABALKA, et R.L. WALKER, "Actinide Elements in Aquatic and Terrestrial Environments", (Environmental Science Division, Annual Progress Report for period ending September 30, 1976. Oak Ridge National Laboratory), ORNL-5508, 1979.

BORTOLI (De), M. et P. GAGLIONE, "Radium-226 in Environmental Materials and Foods", Health Physics, vol. 22, 1972, p. 43-48.

BROOKS, R.R., J. HOLZBECHER, D.J. ROBERTSON et D.E. RYAN, "Biogeochemical Prospecting for Uranium in Nova Scotia", J. Geochem. Expl., vol. 16, 1982, p. 189-195.

BRUNSKILL, G. et al., Communication personnelle, 1984.

BURKART, W., P. KOPP, et W. GOERLICH, "Studies on Radium Uptake by Edible Plants from Soil Contaminated Several Decades Ago", Agence internationale de l'énergie atomique, IAEA-SR-85/41, 1983.

CIRP, 1984. "Radionuclide Transformations : Energy and Intensity of Emissions". Commission internationale de radioprotection. Publication n°. 38.

CIRP, 1979. "Limits for Intakes of Radionuclides by Workers". Commission internationale de radioprotection. Publication n°. 30.

CRC, 1980. "Handbook of Chemistry and Physics", Chemical Rubber Co.

CNRC, "Radioactivity in the Canadian Aquatic Environment", Conseil national de recherches, "Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality", NRCC No. 19250, ISSN 0316-0114, 1983, 292 p.

EISENBUD, M., "Environmental Radioactivity", Academic Press, 1973, 542 p.

EMERSON, S. et R. HESSLEIN, "Distribution and uptake of artificially introduced radium-226 in a small lake", J. Fish. Res. Board Can., vol. 30, 1973, p. 1485-1490.

FEDEROV, YE. A., et G.N. ROMANOV, "Quantitative characteristics of the relation between the environmental contamination levels and radioisotope concentrations in selected types of farm produce", USSR State Committee on Utilisation of Atomic Energy, Moscow - U.S. AEC., 1969, 112-124.

FOURCADE, N., M.L. MARPLE et P. ZETTWOOD, Le radium-226 dans la chaîne alimentaire au voisinage d'un site minier français d'uranium, Environmental migration of long-lived radionuclides, Agence internationale de l'énergie atomique, IAEA-SM-257/97 p, 1982, p. 382-391.

FRETTER, V.A. et A. GRAHAM, "Molluscs : their functional anatomy and ecology", British Press Branch - The Ray Society, London, 1962, 755 p.

GARNER, R.J., "Transfer of Radioactive Materials from the Terrestrial to Animals and Man Environment", Chemical Rubber Co., 1972, 57 p.

GARTEN, C.T., "A Review of Parameter Values used to Assess the Transport of Plutonium, Uranium and Thorium in Terrestrial Food Chains", Envir. Res., vol. 17, 1978, p. 437-452.

GRZYBOWSKA, D., "Uptake of ^{226}Ra by plants from contaminated soils", Nukleonika, vol. XIX, 1974, p. 71-78.

HESSLEIN, R.H. et E. SLAVICEK, "Geochemical pathways and biological uptake of radium in small Canadian Shield lakes", Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 40, 1984, (sous presse).

HOLM, E. et R.B.R. PERSSON, "Behaviour of natural (Th, U) and artificial (Pu, Am) activities in coastal waters", Actes du troisième séminaire de AEN sur la radioécologie marine, Tokyo, du 1er au 5 octobre 1979, 1980 pour la publication, p. 237-243.

HOLTZMAN, R.B., "Concentrations of the Naturally Occurring Radionuclides ^{226}Ra, ^{210}Pb and ^{210}Po in Aquatic Fauna", Actes du deuxième symposium national sur la radioécologie à Ann Arbor, Division de la Biologie et de la Médicine de la CEA US du 15 au 17 mai, 1967.

HOLTZMAN, R.B., "Natural Levels of Lead-210, Polonium-210 and Radium-226 in humans and biota of the Arctic", Nature, vol. 210, 1966, p. 1094-1097.

HUGON, J., DELMAS, J. et J.C. CARIES, "Evaluation of the radium cycle in the environment on the basis of in situ observations of its radiological impact", IAEA-SM-262/21 LSBN 92-0-020282-9, 1982, p. 535-540.

JEFFREE, R.A. et D.R. DAVY, "The transfer of radium-226 from mine effluent via mussels to man in the Alligator Rivers Uranium Province, Northern Territory, Australia", Seminar on the Environmental Transfer to Man of Radionuclides Releases from Nuclear Installations, Brusselles, Belgique, du 17 au 21 octobre, IAEA-SR-EJ, 1983.

JENKINS, C.E., "Radionuclide Distribution in Pacific Salmon", Health Physics, vol. 17, 1969, p. 507-512.

JOHNSON, J.E. et R.L. WATTERS, "$^{210}PoO_2$. Metabolism in Ruminants", USAEC, Rapport final et sommaire, Université du Colorado, Fort Collins, 1972, 60 p.

KALIN, M., "A Preliminary Assessment of the Environmental Conditions of Two Abandoned Uranium Mill Tailings Sites in Saskatchewan", Environmental Protection Service, Contract 31 (1980-1981), 1980, 125 p.

KAURANEN P. et J.K. MIETTINEN, "^{210}Po and ^{210}Pb in the Arctic food chain and the natural radiation exposure of Lapps", Health Physics, vol. 16, 1969, p. 287-295.

KHARKAR, D.P., J. THOMPSON, K.K. TUREKIAN et W.O. FORSTER, "Uranium and Thorium Decay Series Nuclides in Plankton from the Caribbean", Limmology and Oceanography, vol. 21, n° 2, 1976, p. 294-299.

KOVALSKY, V.V., I.A. VOROTNITSKAYA et V.S. LEKAREV, "Biogeochemical food chains of uranium in aquatic and terraneous organisms", Actes d'un symposium international (Stockholm, 1969), Pergamon Press, Oxford, 1967 pour l'article, p. 329-332.

KRUMHOLZ, L.A., GOLDBERG, E.D. et H. BOROUGHS, "Ecological factors involved in the uptake, accumulation and loss of radionuclides by aquatic organisms", The Effects of Atomic Radiation on Oceanography and Fisheries, Publication n° 551, National Academy of Sciences - National Research Council, États-Unis, 1957.

KULIKOV, N.V., "Radioecology of freshwater plants and animals", Radioecology, M. Klechkovskii, G.G. Polikarpov et R.M. Aleksakhin (éd.), John Wiley and Sons, 1973, 371 p.

KUNASHEVA, K.G., "Radium Content of Plant and Animal Organisms", Trudy Biogeokhim. Lab. Akad. Nauk SSSR., vol. VI, 1944, p. 98-105.

LÉTOURNEAU, C.K., Influence des facteurs abiotiques sur l'abondance, la croissance et la morphologie du gastéropode prosobranche Bithynia tentaculata L. dans le Saint-Laurent (Québec). Thèse de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, 1982.

LÉTOURNEAU, C.K. et J. CASTONGUAY, Utilisation des indicateurs biologiques pour doser le stress environnemental. Commission de contrôle de l'énergie atomique du Canada, 1982 (sous presse).

LUSH, D. et SWANSON, S., "Pathway analysis and transfer coefficients", Actes d'un séminaire "Comparative Ecotoxicity of Uranium Mining and Milling Emission", Beak Ltd. for Saskatchewan Research Council, 21 octobre 1981, 1981 pour l'article Kovalsky.

MAHON, D.C., "Uptake and Translocation of Naturally Occurring Radionuclides of the Uranium series", Bull. Environ. Toxicol, vol. 29, 1982, p. 697-703.

MARTIN, S.S., W.T. HELM et W.F. SIGLER, "Accumulation of Ra-226 in two aquatic ecosystems". Actes du deuxième symposium national sur la radioécologie à Ann Arbor, du 15 au 17 mai, Division de la Biologie et de Médicine de la CEA US, 1967, p. 307-318.

MCDOWELL-BOYER, L.M., A.P. WATSON et C.C. TRAVIS, "A Review and Recommendations of Dose Conversion Factors and Environmental Transport Parameters for 210Pb and 226Ra", Oak Ridge National Labs, NTIS-PB-294 242, 1979, 62 p.

MOFFETT, D. et TELLIER, M., "Uptake of Radioisotopes by Vegetation Growing on Uranium Tailings", Can. J. Soil. Sci., vol. 57, 1977, p. 417-424.

NG, Y.C., "A Review of Transfer Factors for Assessing the Dose from Radionuclides in Agricultural Products", Nuclear Safety, vol. 23, n° 1, 1982, p. 57-71.

OPHEL, I.L., "Aquatic Food Chain Transport of Radionuclides", Actes d'une session de travail sur "Evaluation of Models Used for the Environmental Assessment of Radionuclide Releases, Oak Ridge National Laboratory", Oak Ridge, Tennessee, CONF-770901, 1978, p. 73-84.

OSBORN, W.S., "Primordial radionuclides : their distribution, movement and possible effect within terrestrial ecosystems", Health Physics, vol. 11, 1965, p. 1275-1295.

PASCHOA, A.S., G.B. BAPTISTA, H.E. WRENN et M. EISENBUD, "Dosimetry of natural and man-made alpha emitters in plankton", Environmental migration of long-lived radionuclides, Actes d'un séminaire tenu à Knoxville du 27 au 31 juillet 1981, IAEA-SM-248/140, 1982, p. 695-716.

PERSSON, R.B.R., "Stable Lead and ^{210}Pb in the Food Chain Lichen-Reindeer-Man", Agence internationale de l'énergie atomique, IAEA-SM-175/18, 1974, p. 231-247.

POLIKARPOV, G.G., "Radioecology of marine organisms", Atomizdat, 1964, 295 p.

PRIBIL, S. et P. MARVAN, "Accumulation of Uranium by the chlorococcal algae Scenesdesmus quadricauda", Arch. Hydrobiol./Suppl. 49, Algological studies, vol. 15, 1976, p. 214-225.

RAYNO D.R., "Estimated dose to man from uranium milling via the terrestrial food-chain pathway", Argonne National Laboratory, ANL/ES--125, 1982, 33 p.

RAYNO, D.R., M.H. MOMENI, et C. SABAU, "Forage uptake of uranium series radionuclides in the vicinity of the Anaconda uranium mill", Argonne National Laboratory, W-31-109 Eng-38 DOE, 1980, 10 p.

RUGGLES R.G. et W.J. ROWLEY, "A study of water pollution in the vicinity of the Eldorado Nuclear Limited Beaverlodge operation", Environmental Protection Service Canada, Rapport EPS 5-NW-78-10, 1978, 82 p.

SASKMONT ENGINEERING LTD., "Interim Report on the Investigation of Radionuclide Levels in the Rabbit Lake Drainage System", Gulf Canada, Saskatchewan, 1982.

SCHRECKHISE, R.G. et J.F. CLINE, "Uptake and Distribution of 232 U in Peas and Barley", Health Physics, vol. 38, 1980, p. 341-343.

SCHRECKHISE, R.G. et R.L. WATTERS, "Internal Distribution and Milk Secretion of Polonium-210 after Oral Administration to a Lactating Goat", Journal of Dairy Science, vol. 52, n° 11, 1969, p. 1867-1869.

SCHUTTELKOPF H. et H. KIEFER, "Radium-226 contamination of the Black Forest and the radioecological behaviour of radium", Environmental migration of long-lived radionuclides, Actes d'un séminaire tenu à Knoxville du 27 au 31 juillet 1982, p. 345-352.

SHEARD, J.W., "Interim Report on Radionuclide Distribution in the Vegetation of Northern Saskatchewan", Université du Saskatchewan, Département de Biologie, 1983.

SHEPPARD, M.I., "The Environmental Behaviour of Uranium and Thorium", L'Énergie atomique du Canada, Limitée, Pinawa, EACL-6795, 1980, 45 p.

SHEPPARD, M.I. et P.H. THIBAULT, "Natural uranium concentration factor distributions for ten plant species indigenous to the Precambrian Shield", L'Énergie atomique du Canada, Limitée, Pinawa, TR-220, 1983, 8 p.

SOUZA (D') I.J. et K.B. MISTRY, "Comparative Uptake of Thorium-230, Radium-226, Lead-210 and Polonium-210 by Plants", Radiation Botany, vol. 10, 1970, p. 293-295.

STEGNAR P. et I. KOBAL, "Uptake and distribution of radium and uranium in the aquatic food chain", Environmental migration of long-lived radionuclides, Actes d'un colloque tenu à Knoxville, du 27 au 31 juillet 1981, IAEA-SM-257/87, 1982, p. 364-373.

SVOBODA, J., H.W. TAYLOR et T.T. LEI, "Survey and data analysis of the Keewatin uranium mineralization areas with respect to naturally-occurring radionuclides in vegetation, soils and sediments", Rapport de progrès 1981-1982 à ALUR (DINA). Collège d'Erindale, Université de Toronto, 1982.

SWANSON, S., "Levels and Effects of Radionuclides in Aquatic Fauna of the Beaverlodge Area (Saskatchewan)", Saskatchewan Research Council, SRC Publication C-806-5-E-82, 1982, 187 p.

SZABO, B.J., "Radium content in plankton and sea water in the Bahamas", Geochimica et Cosmochimica Acta, vol. 31, 1967, p. 1321-1331.

TITAEVA, N.A., A.I. TASKAEV, V. Ya, OVCHENKOV, R.M. ALEKSAKHIN, et I.I. SHUKTOMOVA, "Content and characteristics of U, Th, and Rn uptake in plants growing under different radioecological conditions", The Soviet Journal of Ecology, vol. 9, n° 4, 1979, p. 328-334.

TRACY, B.L., F.A. PRANTL et J.M. QUINN, "Transfer of 226-Ra, 210-Pb and uranium from soil to garden produce : assessment of risk", Health Physics, vol. 44, n° 5, 1983, p. 469-477.

USNRC, "Calculations of annual dose to man from routine releases of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR", Guide de réglementation 1.09 rév. 1, partie 50, annexe 1, United States Nuclear Regulatory Commission, 1977.

VERKHOVSKAJA, I.N., P.P. VAVILOV et V.I. MASLOV, "The Migration of Natural Radioactive Elements under Natural Conditions and their Distribution According to Biotic and Abiotic Environmental Components", Actes d'un symposium international, (Stockholm, 1969), Pergamon Press, Oxford, 1967 pour l'article, p. 313-328.

WAHLGREN, M.A. et K.A. ORLANDINI, "Comparison of the geochemical behaviour of plutonium, thorium and uranium in selected North American Lakes", Symposium IAEA-SM-257/89, 1981, p. 757-774.

WAHLGREN M.A., J.J. ALBERTS, D.M. NELSON et K.A. ORLANDINI, "Study of the behaviour of transuranics and possible chemical homologues in Lake Michigan water and biota", Transuranium nuclides in the environment, Actes du colloque tenu à San Francisco en 1975, IAEA STI/PVB/410, 1976, p. 9-24.

WATTERS, R.L. et J.F. McINROY, "The transfer of 210-Po from cattle feed to milk", Health Physics, vol. 16, 1969, p. 221-225.

WINSOR, T.F. et F.W. WHICKER, "U-238, Ra-226, Pb-210 in soil and vegetation at the Lucky MC Uranium mine and mill", Utah International, Inc., 1975.

ANNEXE A Caractéristiques physico-chimiques des radionucléides des chaînes de désintégration de l'U et du Th

Radionucléide / Caractéristique	U 238	Th 232	Ra 226	Po 210	Pb 210
Période physique (CIRP-38)	$4,5 \times 10^9$ a	$1,4 \times 10^{10}$ a	1620 a	138 d	22,2
Période biologique et organe cible (CIRP-30)	os = 20d rein = 6d autre tissus = 6d	os = 8000d foie = 700d autre tissus = 700d	os = 10-12 a autre tissus = 900d	foie = 50d rate = 50d rein = 50d autre tissus = 50d	os = 10000d foie = 10000d rein = 10000d autre tissus = 1000d
Type de radiation, énergie (CIRP-38)	α 4,20 MeV (75,3%) α 4,15 MeV (25%)	α 4,01 MeV (77%) α 3,95 MeV (23%)	α 4,78 MeV (94,3%) α 4,59 MeV (5,7%) α 0,19 MeV (4%) α 0,26 MeV (0,01%)	α 5,30 (100%)	β 0,015 MeV (81%) β 0,06 MeV (19%) β 0,05 MeV (3,9%)
Caractéristiques chimiques("CRC Handbook of Chemistry and Physics")	Les formes généralement retrouvées dans l'environnement des installations nucléaires sont insolubles.	Les oxydes et hydroxides du thorium sont insolubles. Les nitrates, sulfates, chlorures et perchlorures sont solubles.	Généralement solubles.	Tendance à la formation colloïdole (La forme chimique influencera grandement son transfert dans l'environnement.)	Se conduit comme les terres rares.

ANNEXE B Caractéristiques biologiques et écologiques des radionucléides des chaînes de désintégration de l'U et du Th

Radionucléide Caractéristique	U 238	Th 232	Ra 226	Po 210	Pb 210
Caractéristiques biologiques. (ICRP-30)	Puisque l'activité spécifique de l'uranium est basse, les effets chimiques aux reins sont plus nocifs que les effets radiologiques.	Tendance à se concentrer sur la surface des os.	Se dépose non uniformément sur les os. Suivant la désintégration du Ra 226 dans l'os, 67% du Rn 222 résultant se diffuse dans le sang et est exhalé.	Distribué uniformément dans le corps.	Compétitionne avec le calcium pour les sites d'absorption dans les os.
Caractéristiques écologiques (ce rapport)	L'uranium est relativement peu absorbé par les organismes aquatiques, tandis qu'il est davantage absorbé par les plantes au niveau des racines.	Très mobile dans le milieu aquatique, peu absorbé en milieu terrestre à cause de sa forte adhésion au sol.	Le radium est facilement incorporé dans les plantes. Toutefois, ce transfert sera inhibé en sol organique. Généralement, Ra est facilement transférable aux partie aériennes de la plante.	Ce radionucléide est particulièrement significatif pour la voie atmosphérique à certaines plantes (e.g. lichen, tabac).	Semblable pour Po-210.

ANNEXE C

GLOSSAIRE

Aiguë (exposition) :	exposition produite dans un intervalle de temps court généralement moins de 96 heures (contraire d'aiguë = chimique)
Facteurs abiotiques et biotiques :	se dit des facteurs du milieu susceptibles d'agir directement sur les êtres vivants. Les facteurs abiotiques comprennent les facteurs climatiques, les caractéristiques du sol, la composition physico-chimique de l'eau. Les facteurs biotiques comprennent les facteurs de prédation, de compétition, de parasitisme, qui sont endogènes à l'espèce (mode de nutrition, croissance, etc.)
Homéotherme :	se dit d'un animal (mammifères et oiseaux) dont la température du corps est constante.
Lichen :	végétal vivant sur le sol, les arbres, les pierres, formé d'un thalle aplati ou rameux, où vivent associés un champignon et une algue.
Niveau trophique :	on dit que des organismes appartiennent au même niveau trophique quand ils sont séparés des végétaux chlorophylliens dans la chaîne alimentaire par le même nombre d'étapes. Les végétaux chlorophylliens constituent par définition le premier niveau trophique.

Oligotrophiques (lacs) : se dit des lacs profonds à faible contenu de substances nutritives, à transparence élevée et à grande concentration d'oxygène dissous.

Plancton : ensemble d'organismes microscopiques, soit végétal (phytoplancton), soit animal (zooplancton), vivant près de la surface de l'eau et dérivant plus ou moins au gré des courants.

Poikilotherme : se dit des animaux dont la température du corps varie avec celle du milieu comme les reptiles et les poissons.

Rumination : mode de digestion particulier des ruminants, qui emmagasinent dans la panse l'herbe non mâchée, puis la ramènent par boulettes dans la bouche, où elle subit une trituration avant de redescendre pour y subir la digestion gastrique.

Tourbière : marécage acide à sphaignes, hypnes, drosera, etc., où se forme la tourbe.

Vivrières (plantes) : plantes de culture qui fournissent des produits alimentaires destinés principalement à la population locale.